

LA VEGETACIÓN LEÑOSA EN HELECHALES Y BOSQUES DE RIBERA EN LA RESERVA CIENTÍFICA ÉBANO VERDE, REPÚBLICA DOMINICANA

Matthew Slocum, T. Mitchell Aide,
Jess K. Zimmerman & Luis Navarro

Slocum, Matthew (Department of Biology, University of Puerto Rico, P. O. Box 23360, San Juan, Puerto Rico 00931-3360). T. Mitchell Aide (Department of Biology, University of Puerto Rico, P. O. Box 23360, San Juan, Puerto Rico 00931-3360), Jess K. Zimmerman (Institute for Tropical Ecosystems Studies, University of Puerto Rico, P.O. Box 369682, San Juan, Puerto Rico 00936-3682), and Luis Navarro (Laboratorio de Botánica, Universidad de Santiago de Compostela, 15706-Santiago de Compostela, España). La vegetación leñosa en helechales y bosques de ribera en la Reserva Científica Ebano Verde, República Dominicana. *Moscosa* 11: 38-56. 2000. El helecho *Dicranopteris pectinata* frecuentemente coloniza áreas de montañas tropicales que previamente fueron deforestadas y muy erosionadas. Esta especie forma una comunidad estable que inhibe la colonización de especies leñosas. En la Reserva Científica Ebano Verde, República Dominicana, comparamos la vegetación leñosa entre áreas dominadas por el helecho y bosques riparios secundarios a los largo del arroyo El Arroyazo. El bosque ripario presentó una densidad de plantas leñosas mayor a las de los helechales (78.5 tallos/100m² y 10.1 tallos/100m², respectivamente) y más especies (41 contra 28). Se encontraron sólo ocho especies exclusivas del bosque ripario. Concluimos que la baja diversidad y densidad de plantas leñosas en los helechales se debe a la limitada dispersión de semillas, suelos pobres y competencia de *D. pectinata*. Si se logra reducir estas barreras con técnicas de manejo adecuadas, el bosque ripario sería una importante fuente de propágulos para el establecimiento de un bosque en los helechales.

Palabras clave: Reserva Científica Ebano Verde, bosque de ribera, helechal, deforestación, sucesión del bosque, degradación del suelo, *Dicranopteris pectinata*.

The fern *dicranopteris pectinata* often colonizes tropical higland areas that have been deforested and severely eroded. This species appears to form a stable community that inhibits colonization of woody species. In the Reserva Científica Ebano Verde, Dominican Republic, we compared the woody vegetation between fern dominated areas and riverine secondary forest along the stream El Arroyazo. The riverine forest had higher woody plant density than the fernland (78.5 stems/100m² versus 10.1 stems/100m², respectively) and more species (41 versus 28). Only 8 species were found exclusively in the riverine forest. We conclude that the low diversity and density of woody plants in the fernland is due to poor seed dispersal, poor soils, and competition with *D. pectinata*. If management treatments can reduce these barriers, the riverine forest will be an important sources of propagules for stablishing forest in the fernlands.

Key words: Ebano Verde Reserve, riparian vegetation, fernlands, deforestation, secondary forest, degraded soils, *Dicranopteris pectinata*.

Introducción

El proceso de recuperación de los bosques tropicales posterior a la deforestación depende de factores como el grado de perturbación, el tipo de uso del terreno y/o el tiempo que el área ha estado en uso. Un número elevado de estudios ha documentado procesos de recuperación de bosques tras su deforestación para prácticas de agricultura de corte y quema. En general, estas prácticas agrícolas se realizan en pequeñas parcelas (1-2 ha) que son utilizadas durante unos pocos años y el tipo de manejo no degrada exageradamente los suelos. De esta forma, tras su abandono, la recuperación de la cubierta boscosa se produce rápidamente (Uhl et al., 1981; Uhl and Jordan, 1984; Uhl, 1987). Cuando los bosques son talados para el establecimiento de pastos para ganado, el área afectada es, por lo general, mucho mayor (10-1000 ha) y los sitios son, además, utilizados por un período mucho mayor de tiempo (Janzen 1988; Uhl et al., 1988; Eden et al. 1990; Cavelier et al., 1998). A pesar de que el tamaño y tiempo de uso pueden influir en el índice de recuperación del bosque, la mayoría de los pastizales abandonados acaban “reconvertidos” en bosques secundarios. Así, por ejemplo, estudios realizados en Puerto Rico muestran que la estructura del bosque (i.e. densidad, área basal, riqueza de especies) en pastizales 40 años después de su abandono es muy similar a la de bosques que han sufrido poca intervención humana (Aide et al. 1995, 1996). Sin embargo, la composición de especies continúa difiriendo fuertemente (Zimmerman et al., 1995). En otros casos, la degradación de un área puede resultar tan severa que la vegetación original no pueda recuperarse. En la cuenca del Río Ranchería, en la Sierra Nevada de Santa Marta (Colombia), la combinación de procesos de deforestación, largos períodos (>500 años) de utilización de fuego asociado a pastoreo y una severa degradación de los suelos, han generado un ecosistema más similar a las sabanas que al bosque húmedo nativo que una vez dominó el área (Cavelier et al., 1998).

En muchas áreas en los trópicos, se ha determinado que *Dicranopteris* constituye un “freno” en el proceso de sucesión del bosque, en correspondencia con el modelo de inhibición propuesto por Connell and Slayter (1977). En el Caribe, estos helechos son, a menudo, especies pioneras en desprendimientos del terreno en los que la roca madre queda expuesta (Guariguata, 1990, Myster & Fernández 1995, Walker et al., 1996). En las islas Hawaii se ha mostrado la importancia de estos helechos en la génesis de los suelos y el desarrollo de los ecosistemas durante el proceso de sucesión primaria en suelos de lava (Russell and Vitousek, 1997). Sin embargo, paradójicamente, los mismos rasgos que permiten a estos helechos colonizar y favorecer la génesis de suelos en estos lugares, también les permiten dominar áreas deforestadas y afectadas por fuegos frecuentes y/o están fuertemente degradadas. Así, por ejemplo, en el suroeste de Sri Lanka, el helecho *Dicranopteris linearis*

domina regiones enteras de antiguos bosques lluviosos de tierras bajas que fueron clareados y quemados para uso agrícola, inhibiendo la regeneración del bosque (Cohen et al., 1995).

En la Cordillera Central de la República Dominicana, áreas deforestadas durante el período de 1940-1970 fueron quemadas con frecuencia, experimentando una severa erosión, tras lo cual fueron colonizadas por el helecho *Dicranopteris pectinata* (García et al., 1994; Mejía & Jiménez, 1998). Este helecho parece formar una comunidad estable que inhibe el establecimiento de especies leñosas, representando una barrera al proceso de sucesión del bosque. (García et al., 1994; Mejía & Jiménez, 1998). En el área de El Arroyazo, dentro de la Reserva Científica Ébano Verde (RCEV), hemos observado un patrón similar, en el que una vez los helechos se establecen, el proceso de sucesión queda inhibido (Slocum, M., observación personal).

Este estudio está encuadrado dentro de un proyecto más amplio que contempla la restauración de áreas deforestadas durante los años 1940-1970 en la RCEV, y que en la actualidad se encuentran, en su mayoría, convertidas en helechales estables, dominados por la especie *Dicranopteris pectinata*. Por ello, hemos creído conveniente, primero, describir la distribución de especies leñosas (arbustos y árboles) en un área degradada de El Arroyazo, en la RCEV, centrándonos en dos unidades topográficas: las laderas, habitualmente dominadas por *D. pectinata*, y las riberas de la cuenca del arroyo El Arroyazo, dominadas normalmente por bosque secundario. El objetivo concreto de este estudio fue determinar si (1) aquellas especies leñosas que aparecen en los helechales constituyen una submuestra de las especies que componen el bosque de ribera, o si, por el contrario, (2) existe un conjunto de especies, independiente para cada unidad topográfica. En el supuesto de que hubiera un alto grado de solapamiento en la composición de especies entre las dos áreas, los bosques de ribera podrían ser utilizados como fuente de semillas, plántulas y esquejes para restaurar el bosque en los helechales.

Descripción del área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la Reserva Científica Ébano Verde (RCEV), (19° 06' N, 70° 33' W), localizada en la vertiente noreste de la Cordillera Central, en la Provincia de La Vega, Municipio de Jarabacoa (Fig. 1). La Reserva tiene una extensión de 23.1 km² e incluye áreas de bosque nublado, bosque de manaclas (bosque dominado por la palma *Prestoea montana*) y bosque de ribera, así como fragmentos de bosque en diferentes estadios de crecimiento secundario como consecuencia de la deforestación y quemadas realizadas para su utilización agrícola (conucos) o maderera (García et al., 1994). La Reserva abarca un rango altitudinal

de 800-1565 m s.n.m. y la precipitación oscila entre 1.500-3.000 mm/año (García et al., 1994). La Reserva Científica Ebano Verde fue creada con el fin de proteger las cuencas de los ríos Jimenoa, Camú, Jatubey y Jayaco, y preservar una importante población de *Magnolia pallescens* (Ebano Verde) y su vegetación asociada (García et al., 1994). En este momento, la Reserva es administrada por la Fundación para el Mejoramiento Humano (Progressio).

Dentro de la reserva, el área de estudio se localizó en el sur, en un área adyacente a la Estación Biológica Arroyazo. La vegetación original de esta área estuvo constituida de bosque latifoliado, dominado por el Ebano Verde (*Magnolia pallescens*) y bosque de manaclas (García et al., 1994). De acuerdo con los habitantes de la reserva, el área fue cortada y quemada a principios de 1970 con fines de cultivarla. En 1981 la Dirección General Forestal sembró pino hondureño (*Pinus caribaea*) (García et al., 1994). Después de esos disturbios, virtualmente desaparecieron todas las especies del bosque original, mientras que la supervivencia y crecimiento de *Pinus caribaea* fue muy variable. En el área específica en que se desarrolló este estudio la mayoría de los individuos murieron. La deforestación del área, asociada a fuertes lluvias y lo escarpado de las laderas, desembocó en una severa pérdida de los suelos, favoreciendo así la colonización del terreno por el helecho *Dicranopteris pectinata*, mezclado con los helechos *Gleichenia bifida* y *Pteridium aquilinum*. A pesar de que *D. pectinata* es una especie nativa que ocurre más frecuentemente en áreas de derrumbe, suelos pobres o áreas quemadas, su distribución se ha expandido fuertemente hacia áreas con severa degradación de los suelos asociada a procesos de deforestación. Al parecer, esta especie, una vez que se establece en grandes áreas, puede dominarlas durante décadas. En el área de estudio puede encontrarse bosque secundario, no dominado por *D. pectinata*, únicamente en la ribera del arroyo Arroyazo y sus tributarios.

Metodología

La vegetación fue muestreada en dos hábitats: 1) Las laderas del sendero que lleva desde la Estación Biológica El Arroyazo hasta Casabito (Fig. 1). Estas laderas están completamente invadidas por helechos, y por lo tanto, en adelante serán referidas como "helechales"; 2) El bosque secundario que ocupa los ambientes húmedos aledaños al arroyo Arroyazo. El curso de este arroyo es paralelo al sendero (Fig. 1). En adelante, este bosque secundario será referido como bosque de ribera.

Un total de 23 parcelas fueron muestreadas en los helechales. Estas parcelas (10 x 20 m) fueron establecidas cada 100 m a lo largo del sendero, excepto en aquellos lugares en los que, bien un barranco o un derrumbe lo impidieron. Estas parcelas de

estudio se situaron 5 metros ladera arriba del sendero para evitar el "efecto borde". Dentro de cada parcela identificamos todas las plantas leñosas visibles por encima del estrato de los helechos, colectando muestras para su identificación cuando fue necesario. Estimamos la altura de las plantas, categorizándolas en una de las siguientes categorías: entre 1 y 3 m, 3 - 4 m, 4 - 5 m, 5 - 10 m y por encima de 10 m. Estos muestreos se realizaron en todos los casos en la ladera superior al sendero, cubriendo finalmente un trayecto de 2.300 m paralelos al sendero (hasta completar 4,600 m² de área muestreada), que finalizó justo después del área de acampada (Fig. 1).

En el bosque de ribera el muestreo de la vegetación comenzó en el primer puente del sendero, cercano a la Estación Biológica El Arroyazo, y continuó hasta un punto paralelo a la última parcela muestreada en el sendero (Fig. 1). Cada 100-200 m a lo largo del río, muestreamos parcelas de 5 x 10 m, hasta completar un total de 12 parcelas muestreadas. Estos muestreos se realizaron únicamente en aquellas áreas dominadas por bosque secundario. La orilla del río a ser muestreada fue determinada al azar. En cada una de las parcelas estudiadas, se determinó toda la vegetación leñosa de altura superior a 1 m, y se estimó su altura utilizando el mismo criterio que en los helechales.

En ambos hábitats, de manera simultánea al cálculo de las distancias entre parcelas, anotamos el tipo de vegetación cada 10 m a ambos lados del sendero o del río, clasificándolo en 4 tipos: bosque secundario, pinar, matorral de arbustos y helechal. También recogimos información sobre la pendiente de la ladera, el tipo de suelo, y las características del estrato formado por los helechos.

Todas las plantas recogidas fueron prensadas, secadas e identificadas por especialistas del Herbario (JBSD) del Jardín Botánico Nacional de Santo Domingo, donde quedaron depositadas. A efectos de identificación de las especies, en este trabajo se utilizó la nomenclatura seguida por García et al., 1994.

Resultados

El estudio de los dos tipos de comunidad, helechal y bosque de ribera, reveló grandes diferencias en cuanto a su fisionomía. Las márgenes del Arroyazo están configuradas mayoritariamente por bosque de ribera (54% del área muestreada), apareciendo áreas de helechales con arbustos (43% del área muestreada) y sólo ocasionalmente, helechales con pinos y arbustos (3% del área muestreada). La mayoría (63%) de los bosques de ribera se encuentran situados en llanuras de deposición, las cuales raramente exceden los 10 m de anchura antes de convertirse en abruptas pendientes dominadas por helechos. Estas llanuras son, aparentemente, áreas de deposición de suelos del tipo arcilla muy roja o arcilla arenosa roja. El resto del bosque de ribera (37%) se encuentra concentrado en abruptas pendientes (de 50°

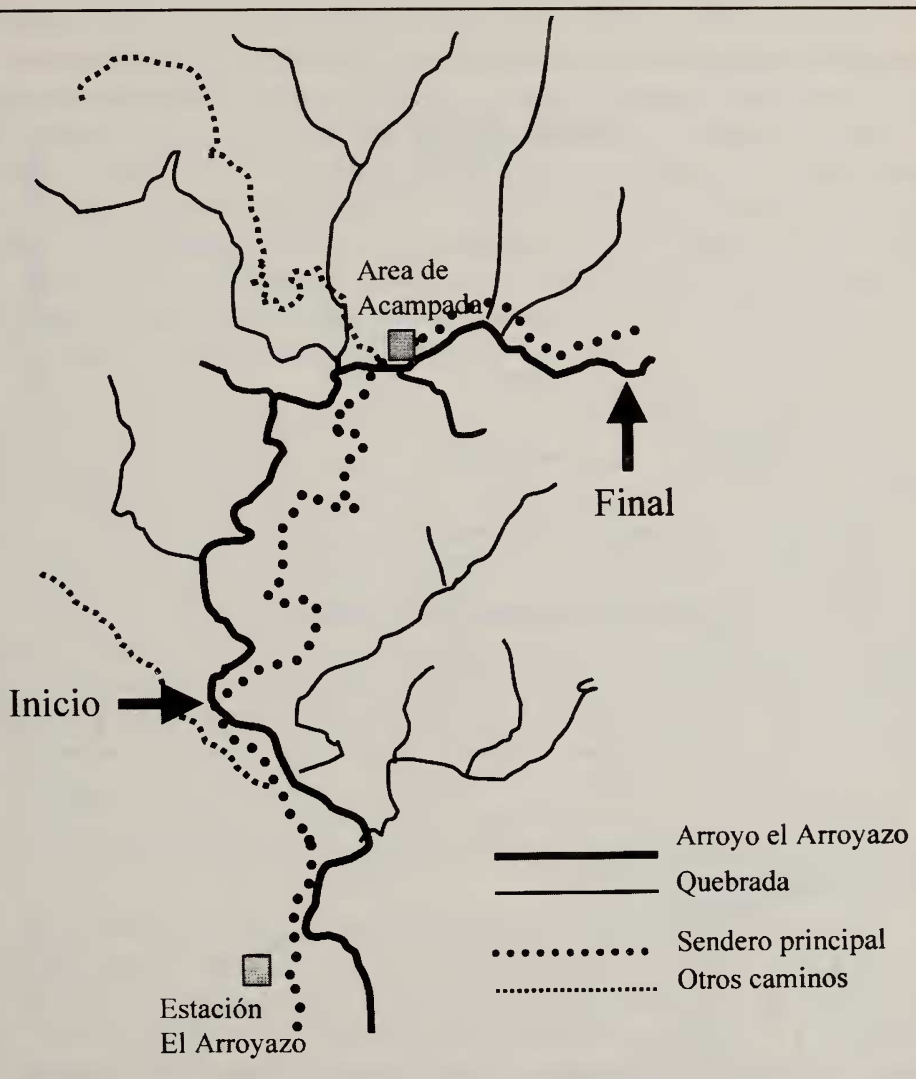


Fig. 1. Localización del área de estudio dentro de la Reserva Científica Ébano Verde, en la República Dominicana. Las flechas indican los puntos de inicio y finalización de los muestreos.

- 60° de inclinación) de roca blanca expuesta por el corte del río. Los suelos en estas laderas rocosas son poco profundos (8 cm), oscuros y extremadamente sueltos. El bosque de ribera en ambas áreas (llanuras de deposición y pendientes rocosas) mantiene una delgada capa de hojarasca en descomposición (2 cm - 6 cm), en la cual se concentran las raíces. Los helechales situados en los márgenes del río se encuentran, casi siempre, en fuertes pendientes (40° - 50°) de suelos de tipo arcilla roja.

En las 23 parcelas situadas en el margen del sendero, se observa que estas laderas están dominadas por helechales con matorral y pinar (65% del área estudiada). Un 31% de estas laderas están cubiertas por helechal-matorral. De manera excepcional (3% del área estudiada), encontramos bosque de ribera en estas laderas, pero siempre coincidiendo con puntos en los que el sendero se cruza con un curso de agua. En general, estas laderas marginales al sendero están más próximas a las cimas y son por lo tanto menos abruptas que las encontradas en los márgenes del río ($25^\circ - 40^\circ$ de inclinación). El estrato formado por los helechos en esta área tiene un espesor de 1-2 m, con los frondes de las hojas muertas formando una capa inferior, de algo menos de 1 m de espesor. Las raíces de los helechos están concentradas en la superficie del suelo y tienen un espesor de 2 - 8 cm.

En el hábitat ribereño se encontró un total de 476 tallos pertenecientes a 41 especies leñosas (600 m² muestreados) con una densidad media de 78 tallos/100 m² (Tabla 1). Muchas de las especies aquí encontradas (22 especies) no aparecieron en los helechales. Las especies más comunes fueron *Myrcia splendens*, *Ocotea leucoxylon*, *Tabebuia bullata*, *Psychotria berteriana*, y *Cyathea* sp. 1 (Tabla 1). En este hábitat no apareció ninguna especie dominante (Fig. 2). En el área de helechales marginales al sendero se encontraron 434 tallos de 28 especies, con una densidad media de 10 tallos/100 m² (Tabla 1). De las 28 especies, únicamente 9 no se encontraron en el hábitat ribereño. La especie más abundante fue *Myrsine coriacea*, seguida de las especies *Pinus caribaea* (sembrada), *Brunellia comocladifolia*, *Baccharis myrsinites*, y *Cyathea* sp. 1 (Tabla 1). A diferencia del bosque de ribera, la comunidad leñosa de los helechales fue dominada por *Myrsine coriacea* que aparece con una densidad más de dos veces superior a la de la siguiente especie más abundante (Fig. 2).

La curva de especies/área mostró la diferencia en diversidad de especies entre los helechales y el bosque de ribera (Fig. 3). Así, se cuantificaron tantas especies en los primeros 300 m² muestreados en el bosque de ribera como en los 4,600 m² de los helechales. La curva de especies/área para el hábitat ripario (Fig. 3) mostró que el número de especies se incrementa drásticamente a medida que se añaden más parcelas, no alcanzándose la estabilización de la curva. Por el contrario, la curva de especies/área, para los helechales presentó un incremento gradual, aunque tampoco llegó a estabilizarse. Hay que tener en cuenta, sin embargo, que a medida que se fue avanzando en este muestreo en los dos hábitats, fuimos elevándonos en altitud y alejándonos del área con una historia de uso del terreno más intensa. Esto puede ser una causa de la no estabilización de las curvas especies/área.

Un análisis de las preferencias de hábitats de las especies encontradas en este estudio, utilizando la información disponible en García et al., 1994 (Tabla 1), reveló que en el hábitat ribereño (1) únicamente 5 especies pueden considerarse especialistas

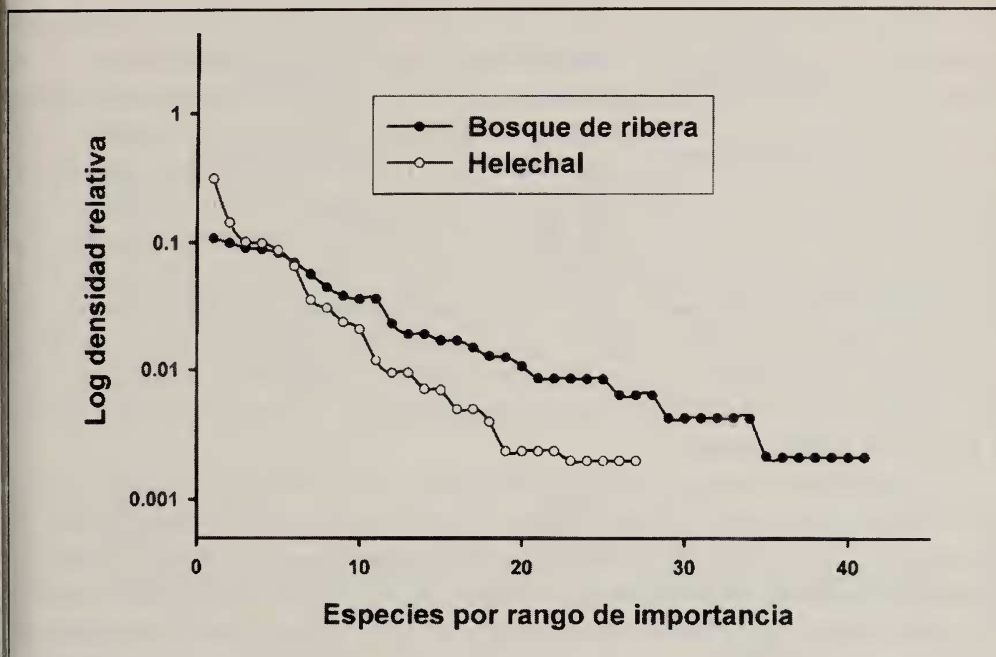


Fig. 2. Curvas de dominancia de especies basadas en la densidad relativa de especies censadas en los bosques de ribera y en los helechales.

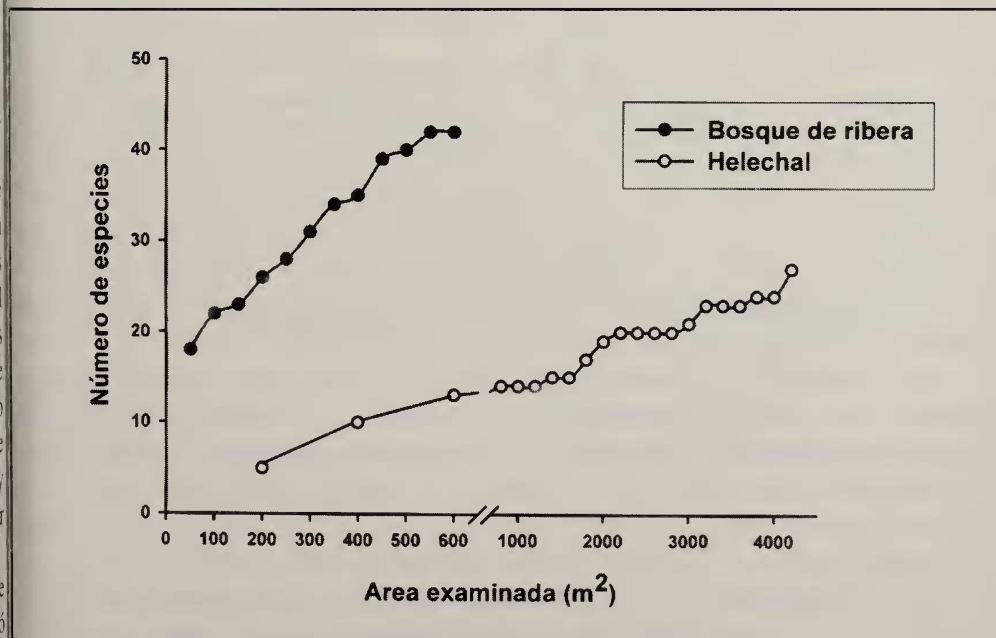


Fig. 3. Curvas de especies-área para los bosques de ribera y los helechales.

de bosque ribereño (Tabla 1). Además, estas 5 especies no fueron comunes, presentando una densidad de 7.5 tallos/100m², o un 10% de los tallos totales; (2) 18 especies (43% del total), que representaron un 48% del total de los tallos censados, son conocidas como colonizadoras de áreas alteradas (Tabla 1), mientras que (3) 21 especies (50% del total), que representaron un 27% de los tallos censados, son conocidas como especies colonizadoras de bosque nublado y/o bosque de manaclas. En los helechales 16 de las 27 especies (59% del total) son colonizadoras de zonas alteradas. Estas especies comprendieron el 73% del total de los tallos censados. Únicamente 8 de las especies encontradas en los helechales (30% del total) son colonizadoras de bosque nublado y/o bosque de manaclas. Estas especies constituyeron, además, únicamente un 3% del total de los tallos censados en esta área. Un porcentaje elevado de los tallos en los helechales (14% del total) corresponde a la especie *Pinus caribaea*.

La distribución de alturas de las cinco especies más comunes en cada uno de los dos hábitats mostró que, en el área riparia, la mayoría de los tallos estaba dentro de la clase de 1 - 3 m (Fig. 4B). La distribución de individuos en el resto de clases de altura fue uniforme, no apareciendo ninguna de las cinco especies más comunes como dominante en el resto de clases. Al agrupar el resto de especies encontradas en este bosque de ribera dentro de la categoría "otras" se puede observar que esta nueva categoría presenta gran importancia en todas las clases de altura (Fig. 4B). Como en el caso de las cinco especies más comunes, la clase de altura de 1 - 3 m abarcó a la mayoría de los individuos, mientras que la distribución de este grupo en el resto de clases fue uniforme (Fig. 4). Así, el grupo de especies definidas como "otras" tuvo más importancia al explicar la distribución de alturas de este bosque. Así, por ejemplo, se puede encontrar dentro de esta categoría un grupo de especies de porte superior a 10 m, entre las que destacan *Myrsine coriacea*, *Turpinia occidentalis* y *Brunellia comocladifolia*, y que en su conjunto, dan importancia a la clase ">10 m". Hay que hacer constar, sin embargo, que el dosel en este hábitat ripario estuvo dominado por la caña brava (*Gynerium sagittatum*), aunque no fue incluida en los análisis por no considerarse su porte como leñoso. Esta especie aparece en pequeños y densos parches pero con una densidad de 6.3 tallos/100 m².

En los helechales, la distribución de alturas de las cinco especies más comunes, así como la de la categoría denominada como "otras", reveló una estratificación más clara para las diferentes especies (Fig. 4A). Así, el sotobosque estuvo dominado por los arbustos *Baccharis myrsinites* y *Cyathea* sp. 1. Las clases intermedias estuvieron dominadas por *Myrsine coriacea* y *Brunellia comocladifolia*, mientras que la única especie que superó los 10 m fué el pino introducido *Pinus caribaea* (Fig. 4). La categoría definida como "otras" tuvo su mayor importancia en las clases de altura de 2 a 5 m, aunque su importancia para el conjunto, en comparación a la categoría "otras" del bosque de ribera, fue prácticamente nula.

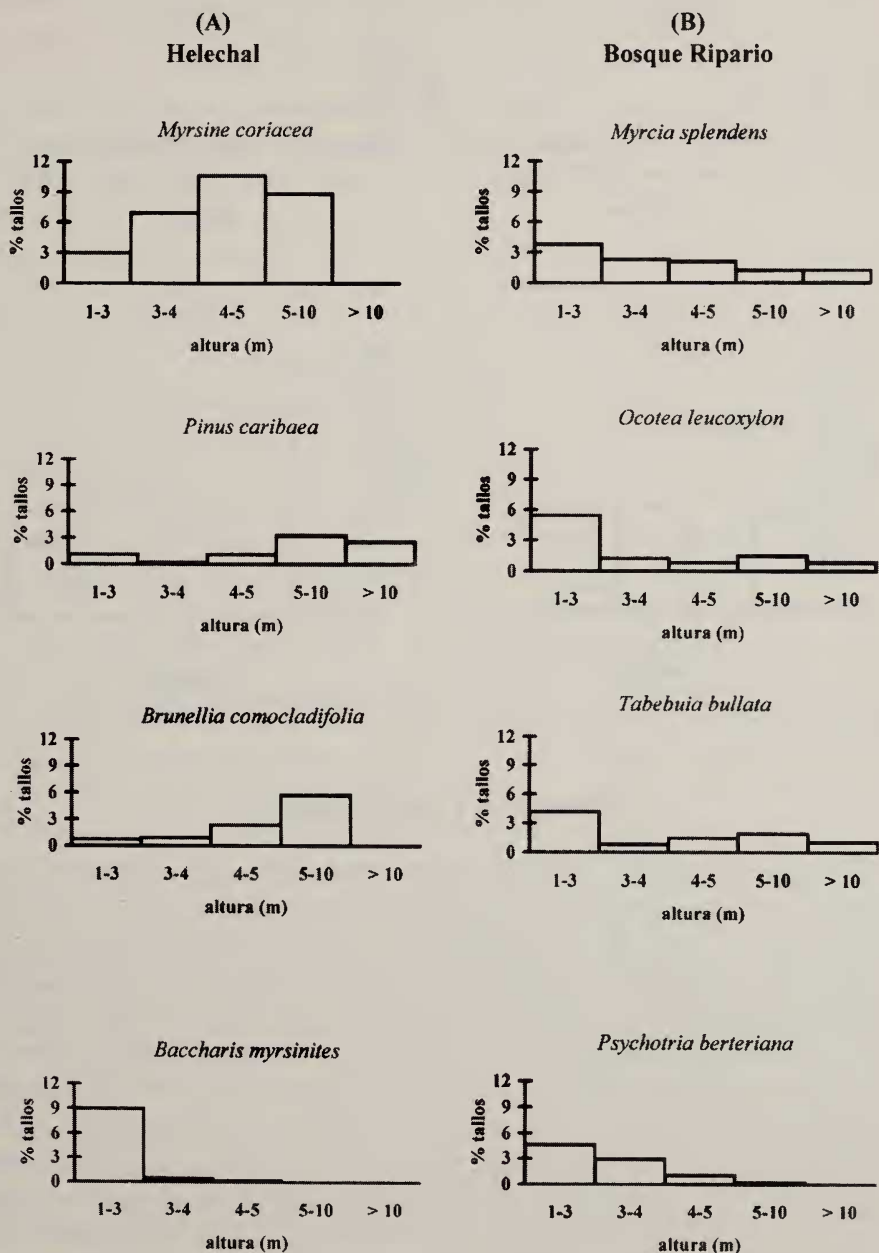
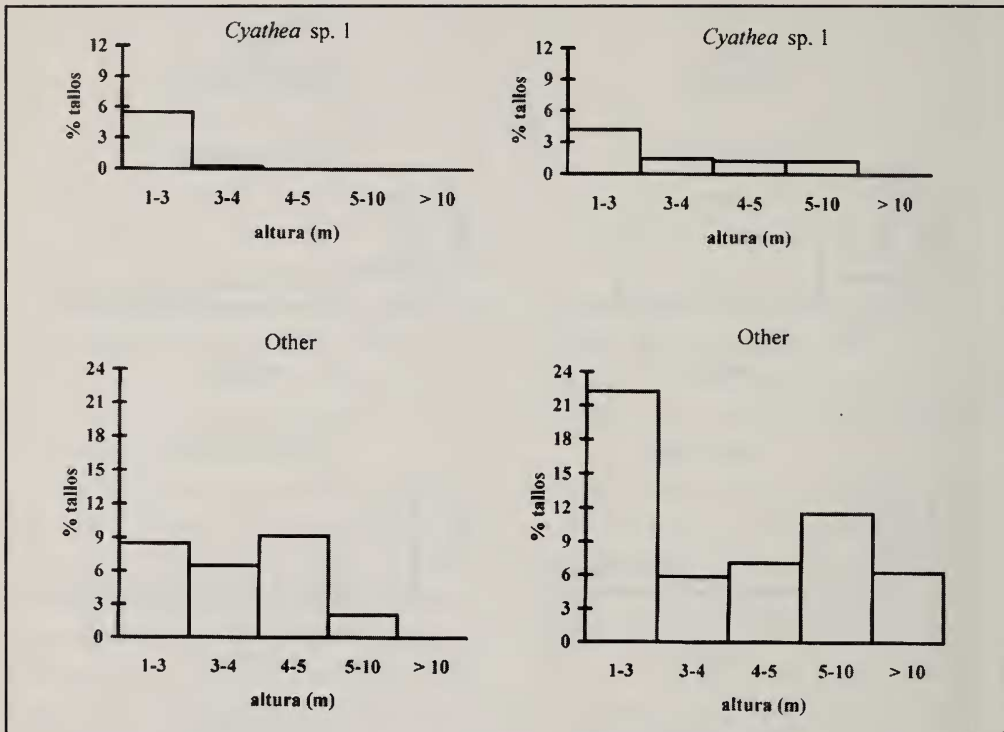


Fig. 4. Distribución de alturas de las especies dominantes en los bosques de ribera y los helechales. Nótese que la escala del eje que representa el número de tallos para la categoría "otras" en la Fig. 4B está duplicada.



Cont. fig. 4.

Discusión y conclusiones

En el área de la Reserva Científica Ebano Verde, el bosque de ribera parece ser un refugio para muchas especies leñosas que no pueden colonizar los helechales. Hay varias ideas que apoyan esta hipótesis. Un porcentaje elevado de las especies e individuos censados en este estudio se encuentra restringido a las áreas ribereñas, y de acuerdo con García et al., (1994), la mayoría de estas especies tienen la capacidad de colonizar bosques nublados, bosques de galería y áreas perturbadas. Sólo unas pocas especies son especialistas exclusivas de bosque de ribera. Las áreas riparias examinadas en este estudio fueron deforestadas a la vez que las laderas hoy en día convertidas en helechales. Sin embargo, una humedad relativa más elevada, asociada a suelos más ricos, parece haber facilitado la regeneración de estas áreas con especies leñosas. Los suelos en este hábitat son más fértiles como consecuencia de la deposición de material producida por la erosión de las laderas. En el caso de los suelos situados al pie de abruptas laderas asentadas sobre roca madre blanca, además se ven enriquecidos por un mejor material parental. Por otra parte, la escasez de individuos de gran tamaño sugiere una colonización reciente del bosque de ribera.

En base a la información de que disponemos, estas áreas no fueron abandonadas hasta hace 20-30 años. Además, las especies encontradas en las clases medias de altura fueron también abundantes en el sotobosque. Esto sugiere que en estas especies se está produciendo un reclutamiento activo de nuevos individuos. Por lo tanto, parece claro que los bosques de ribera, aunque se encuentran en un proceso de regeneración, albergan muchas especies que, por alguna razón, no son capaces de colonizar los helechales.

Por otra parte, la densidad y diversidad de especies leñosas en los helechales es muy baja, y su aspecto en la actualidad es más parecido a una sabana que a un bosque secundario. La altura del estrato arbóreo es además menor que la del bosque de ribera. Observaciones de campo nos sugieren que la mancha boscosa en los helechales no se ha expandido en los últimos años, de la misma manera que tampoco el bosque de ribera ha sido capaz de expandirse hacia los helechales adyacentes. ¿Qué impide, entonces, el establecimiento de especies leñosas en los helechales?

Las mayores barreras para la recuperación del bosque en los helechales son probablemente (1) la dispersión de las semillas, (2) las barreras físicas presentadas por los propios helechos, y (3) las condiciones del suelo. La dispersión de las semillas representa, con mucha probabilidad, una barrera para muchas de las especies leñosas que, sin ser abundantes en la región, sí son importantes para la recuperación del bosque climax. Muchas especies autóctonas, que en la actualidad no aparecen en el área de estudio, pero que tenían gran importancia en esta región antes de la deforestación (por ejemplo, *Magnolia pallescens*) no llegan probablemente en un número suficientemente elevado como para que se produzca el reclutamiento. Esto es debido a que los individuos reproductores se encuentran alejados del área de estudio. Por el contrario, las semillas procedentes de muchas especies de bosque secundario que tienen individuos reproductores en los bosques de ribera adyacentes o en los mismos helechales, deben estar llegando sin dificultad. En este sentido, en investigaciones todavía preliminares que se están llevando a cabo en áreas en las que los helechos han sido eliminados, hemos encontrado un elevado número de brotes de especies pertenecientes a la familia Melastomataceae y *Alchornea latifolia*. Además, los pocos árboles que habitan en los helechales podrían contribuir en el proceso de regeneración, atrayendo dispersantes de semillas al ofertar frutos y perchas para estos visitantes, como ya ha sido demostrado en la recuperación de bosques en otras áreas (McDonnell and Stiles, 1983; Janzen, 1988; Guevara et al., 1992; Nepstad et al., 1996). En este sentido, *Myrsine coriacea*, la especie leñosa dominante en los helechales, produce un fruto carnoso que es consumido y dispersado por aves en esta región. Por lo tanto, aunque la dispersión de semillas pueda constituir un factor limitante en la recuperación de un bosque maduro, no creemos que sea limitante en la recuperación de un bosque secundario.

Sin embargo, tampoco hemos observado una colonización clara de los helechales por especies de bosque secundario. Cuál es, entonces, la causa de que las semillas de estas especies del bosque secundario fracasen en la colonización de los helechales? Una posible explicación a este fracaso residiría en la barrera física que establecen los helechos. La espesa capa vegetal generada por la especie *Dicranopteris* en un helechal sombrea la superficie del suelo y produce una tupida red de raíces que dificultan enormemente la llegada de las semillas al suelo y su potencial germinación. Además, las semillas de pequeño tamaño no tienen, probablemente, la energía y reserva de nutrientes necesarios para desarrollar un sistema radicular suficientemente grande que le permita competir por los nutrientes en el suelo, ni tampoco atravesar exitosamente este tupido entramado de raíces con tallos suficientemente largos que les permitan competir por la luz (Nepstad et al., 1996).

Las pobres condiciones del suelo, agravadas quizás por la presencia de los helechos, podría representar una barrera adicional de cara al establecimiento de árboles. La deforestación, especialmente en laderas de pendiente elevada, está acompañada habitualmente de procesos erosivos. Estos procesos erosivos terminan por eliminar la capa vegetal original, dejando únicamente un subsuelo pobre en nutrientes. Esto ha sido demostrado ya en otras áreas agrícolas con abruptas laderas deforestadas (Aide and Cavelier, 1994). Incluso, en el supuesto de que una semilla llegara a germinar atravesando para ello la tupida red de raíces, debería aún competir con los helechos por los limitados nutrientes disponibles en estos pobres suelos. Un análisis preliminar de los nutrientes en estos suelos sugiere que la alta concentración de polifenoles en *Dicranopteris* podría ligar el nitrógeno orgánico, restringiendo enormemente la disponibilidad de nitrógeno inorgánico (Northup et al., 1998). Además, elevados niveles de micronutrientes en el suelo como, por ejemplo, el manganeso pueden resultar tóxicos para las plantas que intentan abrirse paso a través de los helechos. Datos preliminares recogidos en el área de estudio muestran que las hojas de individuos de *Myrsine coriacea* y *Brunellia comocladifolia* que crecen en los helechales tienen niveles significativamente más elevados de manganeso que las hojas de individuos de las mismas especies que crecen en el bosque secundario (R. Northup, comunicación personal). Por último, *Dicranopteris* podría tener además un efecto alelopático directo sobre otras especies de árboles, similar al que tiene *Pteridium aquilinum* en los bosques templados (Cody and Crompton, 1975).

La identificación de las barreras que impiden el establecimiento de los árboles, nos conduce a un mejor conocimiento de la metodología a seguir para restaurar los helechales. Así, en este caso, para vencer la limitación en la dispersión de las semillas, hay que proceder al sembrado de semillas, plántulas y esquejes en los helechales. En la medida en que los helechos representan una barrera física, deberán ser cortados y retirados. Finalmente, si las condiciones del suelo no son idóneas para

el crecimiento de los árboles, habrá que proceder a mejorarlas. Las pocas especies de árboles que actualmente crecen en los helechales, favorecen la elección de especies con potencial de ser utilizadas para la restauración de estos helechales. Sin embargo, el hecho de que estas especies representen un subconjunto de las especies encontradas en los bosques de ribera sugiere la posibilidad de que un número más elevado de especies nativas sean capaces de crecer en este medio una vez vencidas las barreras al establecimiento y crecimiento inicial de estas plantas.

En la actualidad, nos encontramos ensayando esas ideas en la cuenca del Arroyazo dentro de la RCEV. Para ello, están siendo realizados diversos experimentos dirigidos a determinar el grado en el cual barreras físicas, dispersivas y/o barreras relacionadas con la "calidad" del suelo limiten el establecimiento de árboles en los helechales. Pequeñas áreas "clareadas" dentro de los helechales han sido sembradas con plántulas y esquejes de 20 especies de arbustos y árboles nativos presentes en los helechales y en el bosque de ribera, con el fin de determinar su crecimiento en los helechales. Además, algunas de estas plantas están siendo abonadas con gallinaza para mejorar la fertilidad del suelo. Para ello, se está utilizando una cantidad de este fertilizante similar a la que se utiliza para establecer plantaciones de café en áreas adyacentes a la RCEV. Con todo ello, esperamos ser capaces de poder recomendar un número más elevado de especies leñosas que puedan ser cultivadas en los helechales y de esta manera favorecer el restablecimiento del bosque autóctono mediante la utilización de plántulas, esquejes y fertilizantes de fácil adquisición, en los bosques de ribera próximos.

Agradecimientos

Queremos agradecer a José Bueno Marmolejo por su ayuda en el campo. A la Fundación Progressio, que nos permitió la utilización de las instalaciones de la RCEV. A los botánicos del Jardín Botánico Nacional de Santo Domingo, quienes nos ayudaron en la identificación de las especies. Este estudio fue financiado por los proyectos NASA-IRA (NAGW-4059) y por el Ministerio de Educación y Ciencia del Gobierno de España (L.N.).

Literatura citada

- Aide, T. M., J. Cavelier. 1994. Barriers to Lowland Tropical Forest Restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2:219-229.
- Aide, T. M., J. K. Zimmerman, L. Herrera, M. Rosario, M. Serrano. 1995. Forest

- Recovery in Abandoned Tropical Pastures in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 77:77-86.
- Aide, T. M., J. K. Zimmerman, M. Rosario, H. Marcano. 1996. Forest Recovery in Abandoned Cattle Pastures Along an Elevational Gradient in Northeastern Puerto Rico. *Biotropica* 18:537-548.
- Cavelier, J., T. M. Aide, C. Santos, A. M. Eusse, J. M. Dupuy. 1998. The Savannization of Moist Forest in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Journal of Biogeography* 25:901-912.
- Cody, W., C. W. Crompton. 1975. The Biology of Canadian Weeds. 15. *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. *Canadian Journal of Plant Sciences* 55: 1059-1071.
- Cohen, A. L., B. M. P. Singhakumara, P. M. S. Ashton. 1995. Releasing Rain Forest Succession: a Case Study in the *Dicranopteris linearis* Fernlands of Sri Lanka. *Restoration Ecology* 3: 261-270.
- Connell, J. H., R. O. Slayter. 1977. Mechanisms of Succession in Natural Communities and their Role in Community Stability and Organization. *American Naturalist* 111: 1119-1144.
- Eden, M. J., D. F. M. McGregor, N. A. Q. Vieira. 1990. III. Pasture Development on Cleared Forest Land in Northern Amazonia. *The Geographical Journal* 156: 283-296.
- García, R., M. Mejía, T. Zanoni. 1994. Composición Florística y Principales Asociaciones Vegetales en la Reserva Científica Ébano Verde, Cordillera Central, República Dominicana. *Moscosoa* 8: 86-130.
- Guariguata, M. R. 1990. Landslide Disturbance and Forest Regeneration in the Upper Luquillo Mountains. *Journal of Ecology* 78: 814-832.
- Guevara, S., J. Meave, P. Moreno-Casasola, J. Laborde. 1992. Floristic Composition and Structure of Vegetation Under Isolated Trees in Neotropical Pastures. *Journal of Vegetation Science* 3: 655-664.
- Janzen, D. H. 1988. Management of Habitat Fragments in a Tropical Dry forest: Growth. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75: 105-116.
- McDonnell, M. J., E. W. Stiles. 1983. The Structural Complexity of Old Field Vegetation and the Recruitment of Bird-Dispersal Plant Species. *Oecologia* 56: 109-116.
- Mejía, M., F. Jiménez. 1998. Flora y Vegetación de Loma de Humeadora, Cordillera Central, República Dominicana. *Moscosoa* 10: 10-46.
- Myster, R. W., D. S. Fernández. 1995. Spatial Gradients and Patch Structure on Two Puerto Rican Landslides. *Biotropica* 27: 149-159.
- Nepstad, D. C., C. Uhl, C. A. Pereira, J. M. Cardoso da Silva. 1996. A Comparative Study of Tree Establishment in Abandoned Pasture and Mature Forest of Eastern Amazonia. *Oikos* 76: 25-39.

- Northup, R.R., R. A. Dahlgren, T. M. Aide, J. K. Zimmerman. (In press) Effect of Plant Polyphenols on the Nitrogen Cycle and Implications for Community Structure. In CRC.
- Russell, A. E., P. M. Vitousek. 1997. Decomposition and Potential Nitrogen Fixation in *Dicranopteris linearis* Litter on Mauna Loa, Hawai'i. *Journal of Tropical Ecology* 13: 579-594.
- Uhl, C., K. Clark, H. Clark, P. Murphy. 1981. Early Plant Succession After Cutting and Burning in the Upper Rio Negro Region of the Amazon Basin. *Journal of Ecology* 69: 631-649.
- Uhl, C., C. F. Jordan. 1984. Succession and Nutrient Dynamics Following Forest Cutting and Burning in Amazonia. *Ecology* 65: 1476-1490.
- Uhl, C. 1987. Factors Controlling Succession Following Slash-and-Burn Agriculture in Amazonia. *Journal of Ecology* 75: 377-407.
- Uhl, C., R. Buschbacher, E. A. S. Serrão. 1988. Abandoned Pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of Plant succession. *Journal of Ecology* 76: 663-681.
- Walker, L. R., D. J. Zarin, N. Fetcher, R. W. Myster, A.H. Johnson. 1996. Ecosystem Development and Plant Succession on Landslides in the Caribbean. *Biotropica* 28: 566-576.
- Zimmerman, J. K., T. M. Aide, M. Rosario, M. Serrano, L. Herrera. 1995. Effects of Land Use Management and a Recent Hurricane on Forest Structure and Composition in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 77:65-76.

Tabla 1.
Densidad de especies encontradas en los dos hábitats de estudio: Bosque de ribera y Helechal

FV = Forma de vida de cada especie

Ar, arbusto; A; árbol

St = Estatus

C, cultivada; E, endémica de la Isla Española; I, introducida; N, nativa; X, naturalizada en la Reserva) y tipo de bosque que ocupa en la RCEV (BR, Bosque de ribera; BM, Bosque de Manaclas; BN, Bosque Nublado; BP, Pinar; ZA, Zona Alterada; BA-ZA, Zona Alterada en Bosque Nublado; BR-ZA, Zonas Alteradas en Bosque de ribera; datos tomados de García et al., 1994).

La Tabla está organizada en orden de densidad, mayor a menor, en el bosque ribereño y después en el helechal.

Especie	Familia	Densidad (tallos/100 m ²)			
		B. de Ribera	Helechal	FV	St
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	MYRTACEAE	8.50	.	Ar	N
<i>Ocotea leucoxylo</i> (Sw.) Mez	LAURACEAE	7.82	0.66	A	N
<i>Tabebuia bullata</i> A. Gentry	BIGNONIACEAE	7.17	0.10	Ar	E
<i>Psychotria berteriana</i> DC.	RUBIACEAE	7.00	0.24	Ar	N
<i>Cyathea</i> sp. 1	CYATHEACEAE	6.49	0.88		N
<i>Myrcia</i> sp. 1	MYRTACEAE	5.50	.		N
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br.	MYRSINACEAE	4.47	3.17	A	N
<i>Prestoea montana</i> (Graham) Nichols	ARECACEAE	3.50	0.07	A	N
<i>Coccoloba wrightii</i> Lindau	POLYGONACEAE	3.00	0.10	A	N
<i>Ocotea globosa</i> (Aubl.) Schlecht & Cham.	LAURACEAE	2.83	.	A	N
<i>Turpinia occidentalis</i> (Sw.) G. Don	STAPHYLEACEAE	2.83	0.05	A	N
<i>Eugenia</i> cf. <i>domingensis</i> Berg.	MYRTACEAE	1.81	.	A	N
<i>Psychotria plumieri</i> Urb.	RUBIACEAE	1.50	0.04	Ar	E

Especie	Familia	Densidad (tallos/100 m ²)			St	Ambiente
		B. de Ribera	Helechal	FV		
<i>Guatteria blainii</i> (Griseb.) Urb.	ANNONACEAE	1.49	0.02	A	N	BR BM BN
<i>Cestrum coeophlebium</i> O.E. Schultz	SOLANACEAE	1.33	.	Ar	E	BR BN
<i>Myrcia deflexa</i> (Poir.) DC.	MYRTACEAE	1.33	.	Ar	N	BR BN BN-ZA
<i>Malpighia macracantha</i> Ekm. & Nied.	MALPIGHACEAE	1.17	.	A	E	BR
<i>Baccharis myrsinites</i> (Lam.) Pers.	ASTERACEAE	1.00	1.00	Ar	N	BR BN ZA
<i>Oreopanax capitatus</i> (Jacq.) Dcne. & Planch.	ARALIACEAE	0.98	0.02	A	N	BR BM BN ZA
<i>Gomidesia lindeniana</i> Berg	MYRTACEAE	0.83	0.21	Ar	N	BR BM BN BN-ZA
<i>Rondeletia conferta</i> Urb. & Ekm.	RUBIACEAE	0.67	.	Ar	E	BR BN
<i>Cestrum inclusum</i> Urb.	SOLANACEAE	0.67	.	Ar	E	BR BN
<i>Brunellia comocladifolia</i> H. & B.	BRUNELLIACEAE	0.67	1.02	A	N	BR BN BN-ZA BP-ZA
<i>Clidemia umbellata</i> (Miller) L.O. Wms.	MELASTOMACEAE	0.66	0.36	Ar	N	BR BN ZA BN-ZA
<i>Palicourea eriantha</i> DC.	RUBIACEAE	0.66	.	Ar	N	BR BM BN BM-ZA BN-ZA
<i>Piper aduncum</i> L.	PIPERACEAE	0.50	.	Ar	N	BR-ZA BM-ZA BN-ZA
<i>Palicourea alpina</i> (Sw.) DC.	RUBIACEAE	0.50	.	Ar	N	BN ZA-BN
<i>Cecropia peltata</i> L.	CECROPIACEAE	0.50	0.02	A	N	BR BM BN ZA
<i>Mecranium puberulum</i> Cogn.	MELASTOMACEAE	0.33	.	Ar	E	BR BN
<i>Ilex cf. berteroi</i> Loes.	AQUIFOLIACEAE	0.33	.	Ar	E	BN
<i>Exostema elliptica</i> Griseb.	RUBIACEAE	0.33	.	A	N	BR BN
<i>Beilschmiedia pendula</i> (Sw.) Benth. & Hook.	LAURACEAE	0.33	.	A	N	BR BN
<i>Allophylus crassinervis</i> Radlk.	SAPINDACEAE	0.33	.	A	N	BR BM BN
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	MYRTACEAE	0.33	0.02	A	IX	BR-ZA
<i>Alchornea latifolia</i> Sw.	EUPHORBIACEAE	0.17	0.31	A	N	BR BM BN ZA
<i>Solanum rugosum</i> Dunal	SOLANACEAE	0.17	.	Ar	N	BR BN ZA
<i>Lunania ekmanii</i> Urb.	FLACOURTIACEAE	0.17	.	Ar	E	BR BN
<i>Ilex macfadyenii</i> (Walp.) Rehder	AQUIFOLIACEAE	0.17	.	Ar	N	BR
<i>Ficus</i> sp. 1	MORACEAE	0.17	0.02			
<i>Didymopanax tremulus</i> Krug & Urb.	ARALIACEAE	0.17	.	A	E	BM BN
<i>Chionanthus domingensis</i> Lam.	OLEACEAE	0.17	.	A	N	BR BN
<i>Pinus caribaea</i> Morelet	PINACEAE	.	1.45	A	IC	BP

Especie	Familia	Densidad (tallos/100 m ²)			St	Ambiente
		B. de Ribera	Helechal	FV		
<i>Cyrilla racemiflora</i> L.	CYRILLACEAE	.	0.12	A	N	BR BN ZA
<i>Syrax ochraceus</i> Urb.	STYRACACEAE	.	0.07	Ar	E	BR BN
<i>Miconia mirabilis</i> (Aubl.) L. O. Wms.	MELASTOMATACEAE	.	0.05			
<i>Persea krugii</i> Mez	LAURACEAE	.	0.05			
<i>Clusia clusiotoides</i> (Griseb.) D'Arcy	CLUSIACEAE	.	0.02	A	N	BR BN
<i>Haenianthus salicifolius</i> var. <i>obovatus</i> (Krug & Urb.) Knobloch	OLEACEAE	.	0.02	A	N	BN BN-ZA
<i>Ilex tuerckheimii</i> Loes.	AQUIFOLIACEAE	.	0.02	Ar	E	BN ZA
<i>Tortalbasia cuneifolia</i> (C.Wr. ex Griseb.) Krug & Urb.	CELASTRACEAE	.	0.02	A	N	BR BN

	Bosque Ribereño	Helechal
Densidad Total (tallos/100m ²)	78.5	10.1
Area muestreada (m ²)	600	4600
Número de especies	41	28
Número de especies no compartidas	22	9